

FLUJOS DE METANO (CH₄) EN SUELOS FORESTALES. DINAMICA Y RELACIÓN CON FACTORES AMBIENTALES Y EDÁFICOS.

S. Ontiveros¹, S. Manrique², J. Franco³.

Instituto de Investigaciones en Energía No Convencional (INENCO), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Salta (UNSa) – Avda. Bolivia 5150, A 4408 FVY Salta, Argentina. Tel.: 0387-4255533 – E-mail:

silvinaontiveros@yahoo.com.ar

Recibido 14/08/16, aceptado 11/10/16

RESUMEN: Se estudiaron los flujos de CH₄ (metano) en la interfaz superficie-atmósfera en suelos forestales correspondientes a facetas de Yungas (bosques de galería: BG) y Chaco (bosques de filo: BF) del Norte de Argentina, para determinar su concentración y analizar su dinámica en diferentes estaciones del año. Se registraron los flujos mediante cámaras estáticas y en simultáneo parámetros edáficos y ambientales. Las mayores tasas de oxidación del CH₄ (secuestro), se obtuvieron en verano en bosque de galería (19,89 ng/m²*s⁻¹) y en otoño en bosque de filo (15,88 ng/m²*s⁻¹). Se identificaron mecanismos de emisión (reducción de CH₄), únicamente en los suelos de BG en la estación de otoño (9,9 ng/m²*s⁻¹). La correlación con los parámetros edáficos y ambientales fue inversa con la densidad aparente, contenido de humedad del suelo, temperatura ambiente-cámara y una correlación directa aunque débil con la porosidad, porcentaje de poros cubiertos con agua y contenido de carbono orgánico.

PALABRAS CLAVES: cambio climático global, cámaras estáticas, gases de efecto invernadero, secuestro de metano, suelos forestales.

INTRODUCCION

El crecimiento constante de la concentración atmosférica de CO₂ y CH₄, durante los últimos 150 años, han sido vinculado al efecto invernadero acelerado (Jacinthe, 2014), guiando a un incremento de la temperatura media del planeta y originando un cambio climático global (CCG) de consecuencias inciertas (IPCC, 2007).

El sector de generación de energía mundial es el responsable de la mayor emisión de GEI anual, siendo el sector de “silvicultura”, que incluye deforestación y degradación de biomasa, el segundo en importancia (cerca de 18% del total de emisiones) (Stern, 2007).

Más de 2/3 del total de emisiones de CH₄ provienen de actividades agrícolas y de la industria de la minería del carbón (Denman et al., 2007). Aun cuando la concentración de CH₄ en la atmósfera es más baja que la del CO₂, su potencial de calentamiento global (PCG) es superior se ha estimado una capacidad de absorción de radiación infrarroja 20 veces mayor por molécula que la del CO₂ (Silver y DeFries, 1990). En este sentido, las concentraciones de CO₂ y CH₄ juegan un papel importante en la química y el equilibrio térmico de la

¹ Becaria doctoral del CONICET

² Investigadora Asistente del CONICET.

³ Investigadora Adjunta del CONICET

atmósfera del Planeta Tierra (Jacinthe, 2014). La cantidad de CH₄ en la atmósfera es un equilibrio entre las emisiones de CH₄, tanto naturales como antropogénicas y la eliminación de CH₄ (Watson et al., 1990). El mecanismo de eliminación principal es la reacción de CH₄ con el radical hidroxilo en la troposfera (Watson et al., 1990; Prinn, 1994). El CH₄ es también eliminado de la atmósfera por oxidación microbiana en suelos superficiales, y mientras que la cantidad es pequeña en comparación con la reacción con el hidroxilo radical, es de la misma magnitud que el aumento en concentración en la atmósfera en los últimos años (Whalen y Reeburgh, 1990).

Por otro lado, la producción o liberación de CH₄ desde suelo a la atmósfera se limita a condiciones anaeróbicas, y las emisiones sólo se producen si el nivel del agua no es profunda a un determinado umbral por debajo de la superficie. Dependiendo de la composición de la vegetación y la profundidad de la zona de la raíz, este nivel umbral es a menudo a 25-30 cm (Turetsky et al., 2014); mientras que la producción de CH₄ en áreas inundadas se produce en condiciones anóxicas extremas (Chen et al., 2010; Kristensen et al., 2008a, 2008b; Yu et al., 2006).

En los ecosistemas forestales, el dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O) y el metano (CH₄) son los principales gases intercambiados entre el suelo y la atmósfera (Lavoie et al., 2013). Los suelos forestales, representan un importante sumidero global de CH₄: con una capacidad de absorción entre 22 a 45 Tg/año (Dutaur y Verchot 2007; Mosier et al., 1997). Por lo cual, dichos ecosistemas juegan un papel crucial en el balance de carbono global, y pueden ser manejados para mitigar las emisiones de GEI mediante diferentes estrategias (Houghton, 2005; Dixon et al., 1994).

Conocer la influencia de algunas variables del suelo sobre los flujos de CH₄ o su relación con la marcha de la temperatura, podría brindar pautas para dichas estrategias de manejo. Existen referencias a nivel mundial sobre flujos de CH₄ y CO₂ en ciertos ecosistemas terrestres: como bosques riparios en Indiana, USA (Fleischer et al., 2015), bosques de manglares con suelos semiáridos en el Noreste de Brasil (Nóbrega et al., 2015), en suelos de turba en el Oeste de Siberia (Jacinthe, 2014) y suelos forestales bajo clima monzónico en el Este de Asia (Itoh et al., 2008); influenciados por condiciones edáficas, climáticas y cambios de uso de suelo.

Sin embargo, para los ecosistemas del hemisferio sur la publicación de datos sobre los flujos de CH₄ y CO₂, es limitada. En Argentina, Priano et al. (2013), informaron datos de tasas de captación de CH₄ para suelos bajo plantaciones de diferentes especies de árboles en las praderas de la Pampa Argentina, pero no se han encontrado referencias sobre bosques nativos del país y en particular, del Noroeste Argentino. Por lo cual, el objetivo de este trabajo fue determinar la concentración de los flujos de CH₄, analizar su dinámica de secuestro y emisión, en diferentes estaciones del año y evaluar la influencia de factores edáficos en los mismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la Reserva Privada Campo Alegre, Departamento de la Caldera, Provincia de Salta. El área protegida (propiedad de Club de Amigos de la Montaña de Salta), se encuentra 26 km de la ciudad de Salta Capital. Se extiende sobre el faldeo occidental de las sierras subandinas que cierran el vaso del embalse Campo Alegre, por el este, entre las coordenadas 24°34' latitud sur y 65° 21' longitud oeste. Tiene una superficie de 100 ha, altitud máxima sobre la reserva de 1.700 m.s.n.m. El clima es subtropical montano con estación seca. La precipitación media anual es de 800 a 900 mm y la temperatura media anual es de 17°C. Presenta suelos pocos desarrollados, con texturas pesadas con un 40% de arcilla en superficie que incrementa en profundidad (60%) y escaso desarrollo de un horizonte b (Neumann et al., 2009).

La vegetación actual del área corresponde a las Provincias Fitogeográficas de Yungas y Chaco (Cabrera, 1976), siendo una zona transicional entre estas dos eco regiones, y pudiendo identificarse diferentes facetas de estos ecosistemas definidos por factores de exposición, pendiente y altitud. Entre ellos, se distinguen claramente dos formaciones boscosas diferentes: bosques en galería (BG) y bosques de filo (BF).

En los BG, desarrollados en quebradas húmedas, la vegetación predominante es de selva montana (distrito intermedio de Yungas) con especies dominantes de *Scutia buxifolia*, *Sebastiania commersoniana* y *Sebastiania brasiliensis*. En los BF, que se extienden en las divisorias de aguas de los serranías circundantes a la Reserva, la vegetación predominante es de chaco serrano, cuyas especies dominantes son *Acacia caven* y *Sapium haematospermum* (Tabla 1) (Ontiveros et al., 2015).

Unidad	Localización	Altitud (m.s.n.m)	Ecoregión	Característica del bosque
Bosque en Galería (BG)	24°34'26,7''S 65°21'35,9''O	1.468	Yungas (Selva montana)	Bosque nativo secundario, tiene un área basal de 2,70 m ² /ha y una densidad de 800 individuos/ha.
Bosque de Filo (BF)	24°34'08,0''S 65°21'41,5''O	1.550	Chaco (Chaco serrano)	Bosque nativo secundario, tiene un área basal de 1,52 m ² /ha y densidad: 867 individuos/ha.

Tabla N°1: Características de unidades estudiadas.

Diseño del muestreo

Interesó determinar los flujos de CH₄ en la interfaz superficie-atmósfera de cada una de las dos unidades boscosas mencionadas (BG y BF), registrando variables edáficas y microclimáticas de manera simultánea para cada uno de los puntos de registro. El registro de cada una de estas variables se explica a continuación.

a) Mediciones de flujo de CH₄

Los flujos de CH₄ se registraron mediante el método de cámaras estáticas (Priano et al., 2013; Levy et al., 2011) construidas de acero inoxidable y tapa de Grilón equipada con un orificio de caucho y válvula para extraer las muestras de gases. Las cámaras (diámetro de 16 cm y altura total de 17 cm) (Figura N° 1), se clavaron 5 cm en suelos forestales (sin retirar el mantillo), con un diseño aleatorio. Los muestreos se realizaron en los mismos rangos horarios (10:00 am-17:00 pm), en las estaciones de primavera (2015), verano (2016) y otoño (2016).

Teniendo en cuenta que las estimaciones de flujos mejoran al tomar mayor cantidad de muestras a expensas de un menor número de cámaras (Levy et al., 2011): se utilizaron 3 cámaras por punto de muestreo (parcela de 100 m²), tomando en cada cámara 5 muestras de gases (colectadas en jeringas de 20 ml) en intervalos de tiempo de 10 minutos (0, 10, 20, 30, 40). Posteriormente las muestras de gases fueron conservadas en viales de 12 ml hasta su posterior análisis en laboratorio del Centro de Investigaciones en Física e Ingeniería del Centro de la Provincia de Buenos Aires-Tandil (Argentina).



Figura N° 1: Cámara estática.

Determinación de la Concentración de CH₄ (ppm)

La concentración de CH₄ (ppm) se determinó mediante cromatografía gaseosa (GC) en un equipo Agilent, 7890A equipado con un FID y una columna de 1,8-m Poropak Q (80/100 mallas). Las temperaturas del horno, el inyector y detector estaban en 50, 250 y 250 °C, respectivamente. La velocidad de flujo del gas portador (He) fue de 30 ml/min. Los gases de la llama (H₂ y O₂) se fijaron en 30 y 400 ml/min, respectivamente.

Los flujos de CH₄ (ng/m²*s¹), expresados en unidades de masa sobre una determinada superficie y tiempo, fueron calculados a partir de los valores de concentración del CH₄ (ppm) obtenidos mediante cromatografía, y convirtiéndolos de volumen a masa, mediante la *Ley de gases ideales*:

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T \quad \text{Ec. 1}$$

Donde:

P: presión (atm)

V: volumen de la cámara (cm³)

N: moles de gas

R: constante

T: temperatura interna de la cámara (°C)

$$\text{Traza del gas (Mol L}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Vol de traza de gas L} \cdot 1 \text{ L}^{-1} \cdot P \text{ atm}}{(0,08206 \text{ L atm mol}^{-1} \text{ K}^{-1}) \cdot (273 + ^\circ\text{C})^\circ\text{K}}$$

El volumen de la cámara (cm³) obtenido con la altura promedio de la cámara (cm) clavada al suelo, se mantuvo en 12 cm de altura (Christiansen et al., 2011). Se consideraron condiciones normales de presión y temperatura. Posteriormente se graficó la concentración en función del tiempo, obteniendo una función lineal y extrayendo de la misma el valor de la pendiente de la recta para calcular el flujo. Se tomó como criterio utilizar solo las cámaras cuya regresión tuviera un ajuste de $R^2 \geq 0,7$.

Los flujos de CH₄ se calcularon de la siguiente manera:

$$F = S \cdot V \cdot A^{-1} \quad \text{Ec. 2}$$

Donde

F: flujo (ng/m²*s¹)

S: pendiente de la regresión (mol L⁻¹ hr⁻¹)

V: volumen de la cámara (L)

A: área de la cámara (m²)

b) Variables edáficas

En cada punto de muestreo para el registro del flujo de CH₄, de manera simultánea se recogieron muestras compuestas de suelo de los horizontes superficiales (0-10 cm de profundidad), a partir de 3 muestras simples, colectadas al costado de cada cámara. Posteriormente en laboratorio se determinaron las siguientes variables: densidad aparente (Pa), contenido de carbono orgánico (CO), humedad del suelo (W), porosidad (Po), porcentaje de poros cubiertos con agua (FWPS).

Densidad aparente (Pa): se determinó mediante el método del cilindro. Las muestras fueron secadas en estufa durante 72 horas a 105°C. La Pa fue calculada como el peso seco de la muestra, dividido el volumen que ocupó la muestra en el campo.

$$Pa \text{ (gr/cm}^3\text{)} = Ms/Vc \quad \text{Ec. 3}$$

Donde

Pa: Densidad aparente (gr/cm³)

Ms: peso seco de la muestra (gr)

Vc: volumen del cilindro (cm³)

- Carbono orgánico (CO): se empleó el método de Walkley y Black (1934), el cual consiste en someter una cantidad de 20 mg de muestras de suelo seco y fino (previamente las muestras deben ser molidas y tamizadas usando tamiz de 0,05 mm), a la acción oxidante de un exceso de dicromato de potasio en medio de ácido sulfúrico. La reacción que ocurre en la fase acuosa toma el calor de la disolución del ácido, lo que eleva la temperatura suficientemente para lograr una apreciable oxidación del CO en los primeros minutos. El dicromato residual es titulado con una sal ferrosa valorada y por diferencia es calculado el CO oxidado en esas condiciones (Marbán y Ratto, 2005).
- El porcentaje de humedad del suelo (W), se determinó mediante el método gravimétrico; siendo la humedad del suelo la relación expresada en porcentaje entre el peso del agua existente en una determinada masa de suelo y el peso de la muestra de suelo seco.

$$W (\%): (Mw/Ms)*100: (Mt-Ms/Ms)*100 \quad Ec.4$$

Donde:

W: contenidos de humedad del suelo (%)

Mw: peso del agua existente en la masa del suelo (gr)

Ms: peso de la muestra seca (gr)

Mt: peso de la muestra húmeda (gr)

- Porosidad (Po) y Porcentaje de Poros Cubiertos con Agua (WFPS). La Po y el WFPS, se estimaron a partir de los resultados de humedad y densidad aparente.

$$Po (\%): 1 - Pa/Pr \quad Ec.5$$

Donde:

Po: porosidad del suelo (%)

Pa: densidad aparente (gr/cm³)

Pr: densidad real: 2,65 gr/cm³

$$WFPS (\%): W*Pa*(1/Po) \text{ (USDA, 2004)} \quad Ec.6$$

Donde:

WFPS: porcentaje de poros llenos de agua (%)

W: contenidos de humedad del suelo (%)

Pa: densidad aparente (gr/cm³)

Po: porosidad del suelo (%)

c) Variables microclimáticas

Por último, en los mismos puntos de muestreo, se registraron además la temperatura ambiente (sensor externo) y la temperatura interna de la cámara (con termocupla), a cada uno de los tiempos en que se extrajeron las muestras de gases con jeringa.

Análisis Estadístico

Los resultados se procesaron con el software Infostat. (2016), evaluando los flujos de CH₄ comparativamente entre unidades ambientales y entre estaciones del año. Se aplicaron test no paramétricos de Mann-Whitney y Kruskal Wallis, considerando los flujos de CH₄ (variable dependiente) y sitios/estación como criterio de clasificación, para un nivel de significancia de α : 0,05. Con las variables de los parámetros edáficos y ambientales se llevó a cabo un análisis de correlación lineal múltiple (Spearman).

RESULTADOS

Flujos de CH₄

Los valores de flujos medios de CH₄ obtenidos se resumen en la Tabla 2. En los suelos forestales de las dos formaciones boscosas (BG y BF) estudiados se obtuvieron flujos negativos (-), para todas las estaciones medidas: lo cual indica que estos suelos actúan como sumideros de CH₄ y en los mismos se está produciendo la oxidación del CH₄. Las mayores tasas de oxidación del CH₄ se obtuvieron en verano en BG y en otoño en BF, siendo superior el secuestro de CH₄ en suelos del BG en contraste con BF, en una magnitud del 26%.

Las menores tasas de oxidación del CH₄ se obtuvieron en otoño en BG y en primavera en BF, siendo los valores del BF superiores en un 66% con respecto a los valores obtenidos en suelos del BG. En primavera no se observan grandes diferencias en las magnitudes de los flujos de secuestro de CH₄ entre ambos sitios, siendo los secuestros de CH₄ en BF superior al BG en un 9,7%.

Solo se identificaron mecanismos de emisión de CH₄ desde el suelo a la atmósfera, en los suelos del BG en la estación de otoño, siendo la única situación en la cual se verifican ambos procesos simultáneos (inmisión y emisión).

Unidades de vegetación	Estación	Tasa de oxidación de CH ₄ (ng/m ² *s ¹)	Tasa de reducción de CH ₄ (ng/m ² *s ¹)
Bosque de Galería (BG)	Primavera	12,89±6,74	
	Verano	19,89±10,91	
	Otoño	5,47±10,67	9,19 ±1,19
Bosque de Filo (BF)	Primavera	14,28±1,63	
	Verano	14,65 ±0,01	
	Otoño	15,88±9,12	

Tabla N°2: Tasas medias (ng/m² *s¹) de oxidación (secuestro) y reducción (emisión) del CH₄ y sus desvíos estándar (SD) obtenidos en suelos forestales de bosque de galería y bosque de filo.

El test estadístico de Mann Whitney no detectó diferencias significativas entre los flujos medios entre sitios (W= 63; $p=0,6583$), tanto en Bosque de Galería como en Bosque de Filo (Tabla N°4).

Clasific	Variable	Grupo (1)	Grupo (2)	n (1)	n (2)	Media (1)	Media (2)	DE (1)	DE (2)	W	P (2 colas)
Sitio	Flujos medios	BF	BG	6	16	-14,89	-12,22	5,70	11,46	63,00	0,6583

Tabla N°4: Test estadístico de Mann Whitney U.

Considerando la marcha de los flujos a lo largo del año, se observa en los suelos forestales del BF una tendencia casi contante, sin importantes fluctuaciones y con un leve incremento en el secuestro de metano (inmisión) en estación de otoño. En los suelos forestales del BG, se observa una tendencia muy fluctuante, con un máximo de secuestro en verano y un mínimo en otoño, estación en la que además se registran de manera simultánea procesos de emisión de CH₄ (Figura N°2).

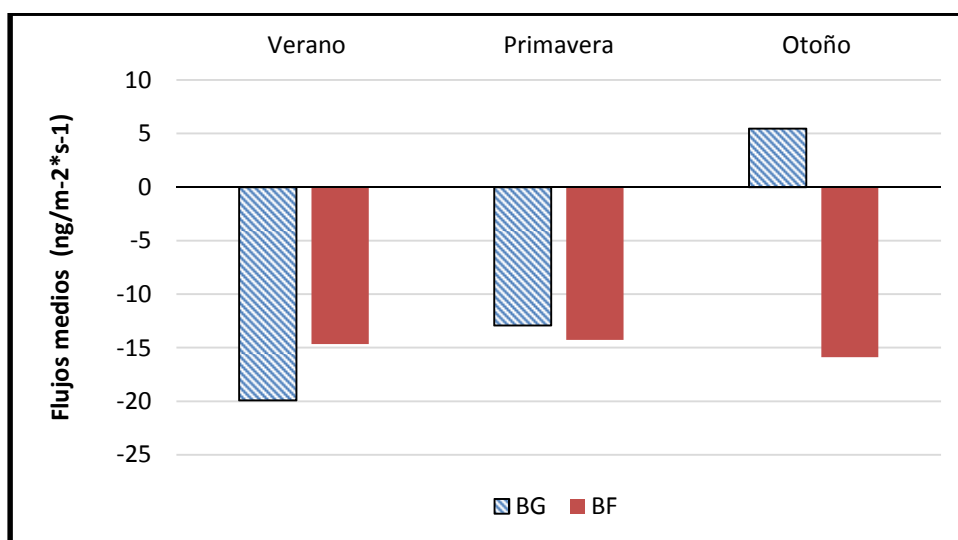


Figura N° 2: Tendencia de Inmisión (flujos negativos) y emisión (flujos positivos) de CH₄ a lo largo del año.

Por otro lado, para detectar si existen diferencias entre los flujos medidos y las estaciones medidas en cada sitio, se aplicó un test de Kruskal Wallis, no obteniendo diferencias significativas entre estaciones en ninguno de los dos sitios (Tabla N°5).

Variable	Estación	N	Medianas	H	P
	(BG)				
Flujos medios	Primavera	5	14,98	4,88	0,0871
Flujos medios	Verano	5	16,81		
Flujos medios	Otoño	6	11,19		

Variable	Estación	N	Medianas	H	P
	(BF)				
Flujos medios	Primavera	3	14,78	0,10	0,9667
Flujos medios	Verano	1	14,65		
Flujos medios	Otoño	2	15,88		

Tabla N° 5: Test de Kruskal Wallis

Parámetros físicos-químicos del suelo y parámetros ambientales

Los resultados obtenidos de los parámetros edáficos y ambientales se muestran en la Tabla N° 6:

Unidades de Vegetación	Estación	CO	Pa	W	Po	WFPS	Tc	Ta
Bosque de Galería	Primavera						28,03±1,2	28,93±1,0
	Verano	2,46±0,5	0,99±0,2	38,35±7,7	0,63±0,1	13,83±2,5	28,03±1,2	28,09±0,1
	Otoño	2,55±0,7	1,08±0,1	27,74±23,4	0,59±0,04	10,98±7,3	12,13±0,5	11,02±0,1
Bosque de Filo	Primavera						24,02±0,6	24,02±0,8
	Verano	2,48±0,3	1,07±0,1	34,59±1,4	0,59±0,0	15,12±2,7	24,50±0,4	24,02±0,8
	Otoño	3,30±1,4	1,20±0,0	20,02±3,4	0,55±0,0	10,91±1,2	11,69±0,5	11,08±0,7

Tabla N° 6: Parámetros físico-químicos del suelo y ambientales. Valores medios/parcelas y desvíos estándar.

Dónde: CO (%): carbono orgánico, Pa (gr/cm³): densidad aparente, W (%): contenido de humedad del suelo, Po (%): porosidad del suelo, WFPS (%): porcentaje de poros cubierto con agua, Tc (°C): temperatura de la cámara, Ta (°C): temperatura ambiente.

Los Flujos medios por sitio (ngCH₄/m²*s¹) muestran una relación inversa con las variables Pa y W, sugiriendo que a mayor densidad aparente y contenido de humedad, mayor sería el flujo, aunque el grado de correlación es muy bajo y no significativo ($p \geq 0,05$).

	Flujo CH ₄ (ng/m ² *s ¹)	Pa (gr/cm ³)	W (%)	Po (%)	WFPS (%)	CO (%)	Tc (°C)	Ta (°C)
Flujo CH₄(ng/m-2*s-1)	1,0	0,72	0,87	0,67	0,89	0,02	0,10	0,04
Pa (gr/cm₃)	-0,10	1,00	0,02	0,00	0,84	0,97	0,32	0,41
W (%)	-0,05	-0,67	1,00	0,01	0,01	0,86	0,70	0,75
Po (%)	0,12	-1,00	0,66	1,00	0,88	0,97	0,39	0,51
WFPS (%)	0,04	-0,05	0,70	0,05	1,00	0,41	0,70	0,71
CO (%)	0,66	0,01	0,05	-0,01	0,23	1,00	0,77	0,62
Tc (°C)	-0,46	-0,27	0,11	0,25	-0,11	-0,08	1,00	4,5E-04
Ta (°C)	-0,56	-0,23	0,09	0,19	-0,10	-0,14	0,97	1,00

Tabla N°7: Correlación lineal múltiple (coeficientes de correlación de Spearman y probabilidades).

Los valores de temperatura registrados, muestran un grado de asociación ligeramente más fuerte con los flujos registrados, siendo la temperatura ambiente la variable que posiblemente logre un mayor nivel de influencia en los resultados obtenidos, con un 56% de asociación y significancia estadística. Esta relación también es inversa, por lo que a medida que se registren mayores valores de temperatura, menores serán los valores de flujos de CH₄ obtenidos. La temperatura de la cámara varía en igual sentido, mostrando una relación de orden inverso con los flujos pero no significativa.

Por otra parte, los flujos muestrearon una relación directa moderada y significativa ($R: 0,66$; $p=0,02$) con el CO. Ecuación de la recta $Y=13,633x-46,609$ ($R^2: 0,38$) (Figura N° 3).

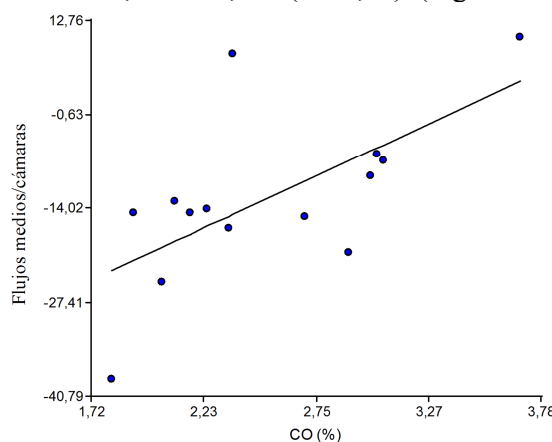


Figura N°3: Gráfico de dispersión entre Flujos medios de CH₄ y contenido de carbono orgánico en el suelo (CO).

Con respecto a las asociaciones de las otras variables entre sí, se evidenció una asociación moderada y directa de la W con la Po ($p=0,01$) y con la FWPS ($p=0,01$), dando indicios de que a medida que aumenta el contenido de poros, aumenta el contenido de humedad en el suelo; como así, la relación de FWPS con la humedad resulta obvia.

DISCUSIÓN

El método de la cámara estática es considerado eficiente para la medición de flujos de GEI de los sistemas de suelo, sin embargo se debe tener en cuenta que la variabilidad espacial del suelo, puede dar lugar a una gran variabilidad entre las mediciones de las cámaras replicadas (Collier et al., 2014); actualmente la pendiente de la recta de regresión es la principal fuente de errores en esta técnica (Levy et al., 2011).

Con respecto a los resultados obtenidos de las pruebas estadísticas; no se evidenciaron diferencias significativas de los flujos medios entre sitios estudiados (BG y BF) y entre las estaciones medidas en cada sitio. Si bien es posible apreciar tendencias en cuanto a ecosistemas (siendo mayor el flujo medio en BF), como así entre estaciones del año (principalmente en BG donde la dinámica es mayor, y los resultados por estación muestran tanto procesos de secuestro como de emisión), quizás no se alcanza la significación debido a que el número de muestras resulta aún insuficiente como para arrojar significación estadística.

Los valores de tasas de oxidación de suelos forestales de bosque nativo secundario, reportados en este trabajo, mostraron ser superiores a los valores obtenidos por Priano et al. (2013) en suelos bajo plantaciones (Pampa-Argentina). Para idénticas estaciones del año, se reportan valores máximos en plantaciones mixtas-decíduas de 8,43 y 10,43 $\text{ngCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ en temporada de otoño; mientras que en plantaciones monoespecíficas (Eucalyptus y Pino) se han registrado valores de 6 y 8,43 $\text{ngCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$. Las diferencias con estos registros son de 1,7 y 2,2 superiores –respectivamente- en el caso de BF.

Por otra parte, las tasas de oxidación de CH_4 en otros suelos forestales de bosques prístinos de Nueva Zelanda y del este de Escocia, resultaron ser dos o tres veces mayores que en suelos agrícolas (Price et al., 2004; Debbie y Smith, 1996). Según la referencia de Priano et al. (2013) el flujo de CH_4 en pasturas alcanzó valores promedio en temporada de otoño de 2,43 $\text{ng}/\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$, lo cual significa la mitad del valor registrado en dicha temporada en BG, y hasta un valor 6 veces inferior al registrado en BF.

La correlación negativa entre los flujos medios de CH_4 y las variables de Pa, W, Tc y Ta sugieren que el incremento de las mismas reducen las tasas de oxidación del CH_4 (secuestro). Sin embargo, se obtuvo una relación inversa baja, no significativa ($p \geq 0,05$) entre los flujos de CH_4 y el contenido de humedad del suelo y la densidad aparente; con lo cual no podríamos determinar una clara tendencia con los datos recabados hasta el momento.

En otros ecosistemas del mundo se han informado una correlación negativa significativa entre los flujos de CH_4 y el contenidos hídrico del suelo: plantaciones (Priano et al., 2013), bosques prístinos (Price et al., 2004; Dobbie y Smith, 1996), en bosque boreal (Whalen et al., 1991), en suelos de bosque templado (Castro et al., 1993) y en bosques templados decíduos de Europa (Guckland et al., 2009) y en cuencas forestales bajo clima monzónico, que además en este último estudio se determinó una dependencia positiva con la temperatura del suelo (Itoh et al., 2008). Por otra parte, otros estudios asumen que el secuestro de CH_4 atmosférico en los suelos, esta principalmente influenciado por la difusividad del gas (Borken et al., 2000), el cual está íntimamente relacionado con el contenido de humedad del suelo.

Con respecto a la correlación de los flujos de CH_4 con las demás variables, se obtuvo una correlación negativa ligeramente superior ($p \leq 0,05$) con la temperatura ambiente y una correlación positiva con las variables de Po, FWPS y CO, mostrando esta última variable una asociación moderada ($p < 0,05$).

Por último, existen otros factores mencionados en la literatura, tales como la estructura y actividad de poblaciones metanotróficas, que podrían tener influencia en la velocidad de secuestro de CH_4 (Borken et al., 2003), por lo que podrían ser explorados a futuro.

CONCLUSIÓN

Los suelos forestales de bosques nativos tienen un rol clave como sumideros de carbono y cualquier cambio en ellos pueden afectar los flujos de CH₄. En las unidades boscosas estudiadas (BG y BF) no se detectaron diferencias significativas entre los flujos medios de CH₄ y los sitios y flujos medios de CH₄ y estaciones medidas en cada sitio. Las tasas máximas de oxidación se evidenciaron en bosque de BG en verano y BF en otoño.

En BG se registraron procesos de emisión y secuestro de CH₄ en la estación de otoño, por lo que resulta de interés continuar monitoreando los flujos particularmente en esta temporada.

Las tasas de oxidación se correlacionaron de manera inversa, no significativa con el contenido de hídrico del suelo, densidad aparente y las variables ambientales; excepto con la temperatura ambiente que mostró tener una correlación significativa. Esto sugiere que las tasas de oxidación están influidas principalmente por mecanismos de difusión de CH₄, pero también procesos biológicos, tales como la actividad microbiana, resultado de suma importancia incorporar el estudio de la abundancia de comunidades metanotróficas y metanogénicas a lo largo del perfil del suelo.

Este trabajo puede contribuir a conocimiento en este tema y aporta valores de tasas de oxidación/reducción del CH₄ en suelos forestales de bosques nativos del noroeste Argentino (sin antecedentes previos).

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), al Instituto de Investigaciones en Energía No Convencional (INENCO)-Universidad Nacional de Salta, se agradece a la Dra. María Eugenia Priano y al Laboratorio del Centro de Investigaciones en Física e Ingeniería del Centro de la Provincia de Buenos Aires-Tandil. Al Club de Amigos de la Montaña de Salta por permitir realizar estas investigaciones en la reserva de su propiedad. A los alumnos de la carrera de Ing. RN y MA-UNSa, que colaboraron con las tareas de campo. Al personal del taller del INENCO-CONICET-UNSa.

REFERENCIAS

- Baral A. y Guha G.S. 2004. Trees for carbon sequestration or fossil fuel substitution: the issue of cost vs carbon benefit. *Biomass and Bioenergy*, 27, 41 – 55.
- Borken, W., Grunwald, S., Beese, F. 2000. Potential contribution of *Lumbricus terrestris* L. to carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes from a forest soil. *Biology and Fertility of Soils* 32, 142–148.
- Borken, W., Xu, Y.J., Beese, F. 2003. Conversion of hardwood forests to spruce and pine plantations strongly reduced soil methane sink in Germany. *Global Change Biology* 9, 956–966.
- Cabrera AL. 1976. *Regiones Fitogeográficas de Argentina*. Buenos Aires (Argentina): ACME. 87 p.
- Castro M. S., Steudler P. A., Melillo J. M., Aber J. D. Bowden R. D. 1995. Factors controlling atmospheric methane consumption by temperate forest soils. *Global Biogeochemical Cycles* 9, 1–10. *Change Biology* 6, 791–803.
- Chen, G.C., Tam, N.F.Y., Ye, Y. 2010. Summer fluxes of atmospheric greenhouse gases N₂O, CH₄ and CO₂ from mangrove soil in South China. *Sci. Total Environ.* 408 (13), 2761–2767.
- Christiansen JR, Korhonen JFJ, Juszczak R, Giebel M, Pihlatie M. 2011. Assessing the effects of chamber placement, manual sampling and headspace mixing on CH₄ fluxes in a laboratory experiment. *Plant Soil* 343:171–185.
- Collier, S.M., Ruark, M.D., Oates, L.G., Jokela, W.E., Dell, C.J. 2014. Measurement of Greenhouse Gas Flux from Agricultural Soils Using Static Chambers. *J. Vis. Exp.* (90), e52110, doi: 10.3791/52110.
- Denman KL, Brasseur G, Chidthaisong A et al. 2007. Couplings between Changes in the Climate System and Biogeochemistry.

- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Dixon, R. K. S. Brown, R. A. Houghton, A. M. Solomon, M.C Trexler and J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* (Washington), 263 (5144): 185-1991.
- Dobbie KE, Smith KA. 1996. Comparison of CH₄ oxidation rates in woodland, arable and set aside soils. *Soil Biol Biochem* 28:1357–1365
- Dutaur L, Verchot LV. 2007. A global inventory of the soil CH₄ sink. *Glob. Biogeochem. CY.* 21:1944–9224.
- Fleischer E., Khashimov I., Hölzel N., Klemma O. 2015. Carbon exchange fluxes over peatlands in Western Siberia: Possible feedback between land-use change and climate change. *Science of the Total Environment* 545–546 (2016) 424–433. Journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv. Pp 1-10.
- Guckland, A.Flessa H., Prenzel J. 2009. Controls of temporal and spatial variability of methane uptake in soils of a temperate deciduous forest with different abundance of European beech (*Fagus sylvatica* L.). *Soil Biology & Biochemistry* 41 (2009) 1659–1667. Journal homepage: www.elsevier.com/locate/soilbio.
- Houghton, RA. 2005. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. *Global Change Biology* 11: 945-958.
- IPCC. 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 pág.
- Itoh M, Ohte N, Koba K. 2008. Methane flux characteristics in forest soils under an East Asian monsoon climate. *Soil Biology & Biochemistry*. Journal homepage: www.elsevier.com/locate/soilbio . Pp 1-8.
- Jacinthe P.A. 2014. Carbon dioxide and methane fluxes in variably-flooded riparian forests. *Geoderma* 241–242 (2015) 41–50. Journal homepage: www.elsevier.com/locate/geoderma. Pp 1-10. *Journal of General Microbiology* 61, 227-232.
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., Marchand, C. 2008a. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. *Aquat. Bot.* 89 (2), 201–219.
- Kristensen, E., Flindt, M.R., Ulomi, S., Borges, A.V., Abril, G., Bouillon, S. 2008b. Emission of CO₂ and CH₄ to the atmosphere by sediments and open waters in two Tanzanian mangrove forests. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 370, 53–67.
- Lavoie M, Kellman L, Risk D. 2013. The effects of clear-cutting on soil CO₂, CH₄, and N₂O flux, storage and concentration in two Atlantic temperate forests in Nova Scotia, Canada. *For Ecol Manag.* 304: 355–369.
- Levy PE, Gray A, Leeson SR, Gaiawyn J, Kelly MPC, Cooper MDA, Dinsmore KJ, Jones SK, Sheppard LJ. 2011. Quantification of uncertainty in trace gas fluxes measured by the static chamber method. *Eur J Soil Sci* 62:811–821.
- Marbán L., Ratto S. 2005. Tecnologías en análisis de suelos: alcance a laboratorios agropecuarios. 1 ed. Buenos Aires: Asoc. Argentina de la Ciencia del Suelo. ISBN 987-21419-1-6.
- Mosier, A.R., Delgado, J.A., Cochran, V.L., Valentine, D.W., Parton, W.J. 1997. Impact of agriculture on soil consumption of atmospheric CH₄ and a comparison of CH₄ and N₂O flux in subarctic, temperate and tropical grasslands. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 49,71–83.
- Nóbrega G., Ferreira T., Siqueira Neto M., Queiroz M., Artur A.,Mendonça E., De O. Silva E., Otero X. 2015. Edaphic factors controlling summer (rainy season) greenhouse gas emissions (CO₂ and CH₄) from semiarid mangrove soils (NE-Brazil). *Science of the Total Environment* 542 (2016) 685–693. Journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv. Pp 1-9.
- Nuemann R., Garrido J., Lisi F., Matalía C., Samariago J. 2009. Reserva forestal y de fauna en Campo Alegre, Proyecto C.A.M. Informe de Club Amigos de la Montana (CAM), Personería Jurídica Nro. 3939 San Luis N 510. 2do. Piso. (4400) Salta. Argentina. Pp 1-14.

- Ontiveros S., Manrique S., Franco J., Díaz R., Barranco N. 2015. Biomasa y Stock de Carbono en la Reserva de Campo Alegre, La Caldera, Provincia de Salta. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente* Vol. 19, pp.06.01-06.12, 2015. Impreso en la Argentina ISSN 2314-1433 - Trabajo seleccionado de Actas ASADES2015.
- Priano M. E., Fuse' V. S., Gere J. I., Berkovic A. M., Williams K. E., Guzman S. A., Gratton R. Juliarena M. P. 2013. Tree plantations on a grassland region: effects on methane uptake by soils. *Agroforest Syst.* 2014. 88:187–191 DOI 10.1007/s10457-013-9661-6. Pp 1-5.
- Price SJ, Sherlock RR, Kelliher FM, McSeveny TM, Tate KR, Condrón LM. 2004. Pristine New Zealand forest soil is a strong methane sink. *Glob Change Biol* 10:16–26
- Prinn R. G. 1994. Global Atmospheric-Biospheric Chemistry. In *Global Atmospheric-Biospheric Chemistry* (R. G. Prinn, Ed.), pp. 1-18. Plenum Press, New York.
- Silver, C. S. y R. S. DeFries. 1990. *One Earth, One Future*. Washington, D.C.: National Academy Press.
- Stern N. 2007. *Stern Review on the Economics of Climate Change* (pre-publication edition). Cambridge University Press, Tropicos Name Search. <http://www.tropicos.org/>
- Turetsky M., Benscoter B., Page S., Rein G., Van der Werf G., Watts A., Global Vulnerability of peatlands to fire and carbon loss. *Nature Geoscience* 8, 11–14. 2015.doi: 10.1038/ngeo2325.
- USDA. 2004. Soil survey laboratory methods manual. Soil survey investigations report no. 42. Version 4.0. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service, Washington. P 213–626.
- Walckley A., Black A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soli Ssci.*37:29-38.
- Watson R. T., Rodhe H., Geschger H. and Siegenthaler U.1990. Greenhouse gases and aerosols. In *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment* (J. T. Houghton, G. J. Jenkins and J. J. Ephraums, Eds), pp. 1-41. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Whalen S. C. and Reeburgh W. S. 1990. Consumption of atmospheric methane by tundra soils. *Nature* 346, 160- 162.
- Yu F, Faulkner S, William P. 2006. Effect of plant harvest on methane emission from two constructed wetlands designed for the treatment of wastewater. *J. Environ. Manage.* 85: 936-943. *Chemosphere* 62 (2006) 905–914.

ABSTRAC

In this paper Fluxes of CH₄ (methane) were studied on the surface-atmosphere interface corresponding to Yungas (gallery forests: BG) forest soils and Chaco (forests edged: BF) North of Argentina, to determine its concentration and analyze its dynamics in different seasons. The fluxes were registered by static cameras, environmental and soil parameters registered simultaneously. The highest rates of oxidation of CH₄ (uptake), were obtained in summer in gallery forest (19.89 ng/m²*s¹) and in autumn forest edge (15.88 ng/m²*s¹). Emission mechanisms (reduction of CH₄) were identified only in soils of BG in the autumn season (9.9 ng/m²*s¹). The correlation with the soil and environmental parameters was negative with the bulk density, soil moisture content, temperature and environment-camera and a positive correlation with the porosity weak, percentage of pores covered with water and organic carbon content.

Key Words: global climate change, static cameras, greenhouse gas, methane uptake, forest soils.